

Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings*

Wolfgang Schmidt, Steffi Heinrichs, Martin Weckesser,
Luise Ebrecht und Bernadett Lambertz

Abstract: Non-native plant species in beech and Norway spruce forests of the Solling Hills

The proportion of alien plant species in the ground vegetation of beech forests and Norway spruce stands on acidic soils was investigated by comparing vegetation relevés in the Solling Hills (Lower Saxony) obtained from different research projects during four decades. In general, the proportion of non-indigenous plant species is rather low. In species-poor closed beech stands 4.4 % (on average 1.3 %) of the maximum species number and 7.3 % (on average 1.9 %) of the maximum coverage of the sparsely covered herbaceous layer belong to alien plant species. In the Norway spruce stands with a more species-rich and more densely covered herbaceous layer, the proportion of alien species is 2.8 % (on average 1.4 %, species number) and 4.7 % (on average 1.7 %, coverage) at maximum, respectively. In 1966-1968, no alien plant species were recorded in managed beech and Norway spruce forests. In contrast, vegetation relevés recorded 30 years later on the same site showed an increase in the number of alien species up to 1.3 % of the mean number of species. The mean cover of non-native species increased to 0.2 % (beech) and 4.7 % (Norway spruce) of the total herbaceous layer coverage, respectively. Non-indigenous plant species are still lacking completely in the unmanaged beech forest nature reserve. Silvicultural treatments like group selection felling in beech stands or girth-limit felling and clear-cutting in Norway spruce stands were not followed by a significant increase of alien species according to the disturbance gradient. By the creation and use of skid trails in forests there was no short-term increase of non-native species. Only on heavily or repeatedly disturbed parts of compacted forest roads and skid trails, such as wheel tracks or mid-line in Norway spruce stands did aliens increase significantly. The most important non-native herbs of beech and Norway spruce stands in the Solling Hills are *Impatiens parviflora* and *Epilobium ciliatum*. Until now, *E. ciliatum* was missing in the beech forests mainly due to the low light availability. Rare occurrences of spontaneous tree regeneration of introduced *Pseudotsuga menziesii*, *Larix decidua* and *Quercus rubra* result from near-by forest plantations and indicate that the most important impact on vegetation is coming from the plantation of exotic tree species rather than the spontaneous establishment of herbaceous neophytes. Other alien woody species as well as adventive ornamental plants which are fully established in the flora of the Solling Hills today, are presently not found in the herbaceous layer of the forests. Most of these species can be found in open landscapes or urban areas with gardens and parks. Accordingly the whole Solling landscape including the open and ruderal outskirts has a higher proportion of non-native plant species than the nearly completely forested central part of the research area (11.1 % versus 7.6 % of the flora).

Keywords:

Aliens, disturbance, environmental change hypothesis, *Galio harcynici-Culto-Piceetum*, forest management, forest nature reserve, forest road, *Luzulo-Fagetum*, skid trail.

* Dietmar Brandes zum 60. Geburtstag in langjähriger Verbundenheit gewidmet.

Einleitung

Neophyten sind Pflanzenarten, die erst in der Neuzeit (d. h. nach der Entdeckung Amerikas) von Menschen in Regionen außerhalb ihres ursprünglichen Areals verbracht wurden (SCHROEDER 1969, KOWARIK 2003). Invasionen nicht heimischer Arten in naturnahen Ökosystemen gelten als eine der wichtigsten Gefährdungsursachen der biologischen Vielfalt (ELTON 1958, DRAKE et al. 1989, DI CASTRI 1990, WILLIAMSON 1996, SANDLUND et al. 1999, EVANS et al. 2001, KOWARIK 2003, LOOKWOOD et al. 2007). Bei der Klärung der Voraussetzungen, den ablaufenden Prozessen und den Auswirkungen, die mit der Einbürgerung von Neophyten in neuen Lebensräumen verbunden sind, wird u.a. die *Environmental change hypothesis* (z. B. DAVIS et al. 2000, BYERS 2002, FINE 2002) intensiv diskutiert: Abiotische und biotische Änderungen in der Umwelt werden als Ursache für die Erhöhung der Konkurrenzkraft und das Eindringen neophytischer Arten in naturnahe Lebensräume angesehen. Störungen sind dabei häufig der Ausgangspunkt für die Invasion von Neophyten, indem sie neu zu besetzende Stellen schaffen („invasion windows“ JOHNSTONE 1986). Dementsprechend wies bereits ELTON (1958) darauf hin, dass sich die Mehrzahl unserer nicht heimischen Arten an stark vom Menschen gestörten Standorten findet.

In Wäldern führen Störungen im Kronendach zu Änderungen in den Lichtverhältnissen (PARENDES & JONES 2000). Diese Störungen erfolgen in unbewirtschafteten Wäldern der temperaten Zone kleinflächiger und weniger häufig als in bewirtschafteten Wäldern (KORPEL 1995, SCHMIDT 1998, TABAKU & MEYER 1999). Änderungen in den Lichtverhältnissen ergeben sich auch, wenn aus ökologischen oder ökonomischen Gründen die Baumartenzusammensetzung und die waldbauliche Behandlung wechseln (WECKESSER 2003, BUDDE & SCHMIDT 2005, BUDDE 2006, RÖHRIG et al. 2006).

Störungen des Waldbodens sind heute vor allem die Folge einer mechanisierten Holzernte, die ein leistungsfähiges Erschließungssystem erfordert. In den Niedersächsischen Landesforsten gibt es z. B. 32 m/ha an befestigten Fahrwegen und 150-400 m/ha an Rückegassen, was etwa 3 % bzw. 5-10 % der Waldfläche entspricht, auf denen der Boden stark gestört und verändert ist (GESEKE 2001, EBRECHT 2005, EBRECHT & SCHMIDT 2005). Verkehrswege gelten als Ausbreitungslinien für Pflanzen und Tiere; zumindest entlang viel befahrener Straßen ist die Einwanderung von Neophyten zahlreich nachgewiesen (SCHMIDT 1990, FORMAN & ALEXANDER 1998, LONSDALE 1999, KOWARIK 2003).

Trotz der starken Störungen und Umweltveränderungen, die mit der Bewirtschaftung verbunden sind, gelten die zonalen mitteleuropäischen Wälder bisher nicht als Verbreitungszentren von Neophyten (vgl. auch die Zusammenstellung bei ZERBE 2007). Nicht einheimische Gehölzarten sind nach TRAUTMANN (1976), LOHMEYER & SUKOPP (1992) und KOWARIK (2003) vor allem auf Sonderstandorten wie an sonni-

gen Felshängen oder entlang der Flussauen eingebürgert. Die Gruppe der adventiven (neophytischen) Waldbodenpflanzen ist klein und konzentriert sich auf etwa 25 Taxa (ZERBE 2007), die überwiegend als Zierpflanzen von Gärten und Waldfriedhöfen in die umgebenden Wälder eingewandert sind (BRANDES & SCHLENDER 1999). Eine Ausnahme bildet das aus Mittelasien stammende *Impatiens parviflora*: Die einjährige Pflanze verwilderte bis in die 70iger-Jahre des letzten Jahrhunderts vor allem in stadtnahen Erholungswäldern, wobei der zunehmende Erholungsverkehr mit der Anlage von Spazier- und Reitwegen die Ausbreitung offensichtlich stark förderte. Danach begann *I. parviflora* auch naturnahe, siedlungsfernere Wälder zu erobern (TRAUTMANN 1976, TREPL 1980, 1984).

Eine systematische Erfassung der Neophyten, die auch die Rolle von Änderungen in der Waldbewirtschaftung, Walderschließung und externen Einflüssen wie Eutrophierung (MASKELL et al. 2006) oder Klimawandel (DUKES & MOONEY 1999, WELTZIN et al. 2003) in einer Waldlandschaft berücksichtigt, fehlt bisher (ZERBE 2007). Das umfangreiche floristische und vegetationskundliche Datenmaterial aus dem Solling, welches über vier Jahrzehnte im Rahmen verschiedener ökologischer Forschungsprojekte erhoben wurde, bietet hier die Möglichkeit, eine Lücke zu schließen. Im Einzelnen sollen dazu folgende Fragen beantwortet werden:

1. Enthalten naturnahe Buchenwälder einen geringeren Anteil an Neophyten als naturfernere Buchen-Fichten-Mischwälder oder Fichten-Reinbestände?
2. Sind nicht bewirtschaftete Buchenwälder neophytenärmer als bewirtschaftete Buchenwälder?
3. Hat der Anteil an Neophyten in den letzten Jahrzehnten in den Buchen- und Fichtenwäldern zugenommen?
4. Weisen waldbauliche Systeme mit höherer Störungsintensität und massivem Lichtwechsel einen höheren Neophytenanteil auf als Wälder mit geringer Störungsintensität und vergleichsweise geringen Auflichtungen?
5. Zeichnen sich Waldwege und Rückegassen mit hoher Störungsintensität durch besonders hohe Neophytenanteile aus und bilden sie den Ausgangspunkt für die Ausbreitung von Neophyten in Wäldern?
6. Welche Rolle spielen die Neophyten in den Wäldern bzw. in der Waldlandschaft des Sollings?

2. Untersuchungsgebiet

Der Solling erstreckt sich als Teil des Weserberglandes am Nordrand der deutschen Mittelgebirgsschwelle etwa 80 km südlich von Hannover. Der Hauptteil des Gebirges liegt in Höhenlagen von 300 bis 450 m ü. NN und umfasst 12 Quadranten der TK 1:25000 (4222/2, 4222/4, 4223/1, 4223/2, 4223/3, 4223/4, 4224/1, 4224/3, 4322/2, 4323/1, 4323/2 und 4324/1 mit Schwerpunkt der Untersuchungen im Kartenblatt 4223 (Neuhaus) (GARVE 2007). Der geologische Untergrund besteht aus Mittlerem

Buntsandstein, welcher von periglazial umgelagertem Löss unterschiedlicher Mächtigkeit überlagert wird. Vorherrschend sind Braunerden oder braunerdeähnliche Böden mit schwacher bis mäßiger Podsoligkeit. Als Humusformen treten verschiedene Formen des Moders auf (ELLENBERG et al. 1986).

Der Solling ist dem forstlichen Wuchsgebiet „Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland“ zuzuordnen und wird in die zwei forstlichen Wuchsbezirke Unterer Solling (250-400 m ü. NN) und Hoher Solling (ab 400 m ü. NN) unterteilt. Diese entsprechen den klimatischen Höhenstufen kollin bis submontan bzw. submontan bis montan (GAUER & ALDINGER 2005). Das atlantisch getönte Berglandklima ist gekennzeichnet durch hohe Niederschläge (Unterer Solling: 915 mm, Hoher Solling: 1030 mm im Jahr) bei relativ niedrigen Jahresmitteltemperaturen (Unterer Solling: 7.8 °C, Hoher Solling: 7.3 °C). Im kühl-feuchten Klima des Sollings bildet auf den vorherrschenden armen Buntsandstein-Standorten das *Luzulo-Fagetum* die potenzielle natürliche Vegetation (GERLACH 1970, ELLENBERG et al. 1986, WECKESSER 2003), wobei in den letzten Jahrzehnten mit der Abnahme von Säurezeigern als Trennarten des *Luzulo-Fagetum* eine Entwicklung zu den artenreicheren Wäldern bis hin zum *Galio-Fagetum luzuletosum* zu beobachten ist (WECKESSER & SCHMIDT 2004, GAUER & ALDINGER 2005).

Buchenwälder stellten seit dem Subatlantikum (ca. 800 v. Chr.) die im Gebiet dominierende Vegetationsform dar. Bis ins 9. Jahrhundert blieb der Solling ein geschlossenes Buchenwaldgebiet, das lediglich im Bereich stärkerer Vermoorung bzw. Vernässung durch Birken-Bruchwälder oder durch offene Moorflächen unterbrochen wurde (GERLACH 1970). Aufgrund der ungünstigen edaphischen und klimatischen Bedingungen erfolgte die Besiedlung relativ spät (ca. 800 n. Chr.). Vom 14. Jahrhundert an unterlagen die Wälder des Sollings einer intensiven und vielfältigen Ausbeutung (Holzeinschlag, Waldweide, Streunutzung, Köhlerei, Pottaschegewinnung). Erst mit der gänzlichen Trennung von Wald und Weide im 19. Jahrhundert erfolgte der vollständige Übergang zur Hochwaldwirtschaft und mit ihm eine Ausdehnung und Regeneration der Waldbestände (GERLACH 1970, NMELF 1996).

Die Fichte hat im Solling keine natürlichen Vorkommen (FIRBAS 1952, SCHMIDT-VOGT 1986). Vielmehr wurde sie zu Beginn des 18. Jahrhunderts eingeführt und diente zunächst besonders zur schnellen Aufforstung von entwaldeten Flächen. Seit dem Ende des 19. Jahrhunderts wurden auch Laubholzbestände in Fichtenforste umgewandelt. Nach dem 2. Weltkrieg wurden schließlich weiträumige Kahlschlagsflächen (Reparationshiebe) mit Fichten aufgeforstet. In den vergangenen 200 Jahren dehnte sich der Anteil der Fichte an der Waldfläche auf 60 % aus (GAUER & ALDINGER 2005). Damit erfolgte eine grundlegende Veränderung des Landschaftsbildes. Die heutige Waldfläche im Solling umfasst rund 40.000 ha, davon sind 86 % Eigentum des Landes Niedersachsen. Unter allen Bestandestypen bilden Fichten-Reinbestände im Landeswald mit 31 % den Hauptanteil an der Waldfläche. Lediglich 17 % sind mit Buchen-Reinbeständen bewachsen. Buchen-Nadelbaum-Mischbestände, die heute

bereits auf etwa 32 % der landeseigenen Flächen stocken, sollen in Zukunft im Solling eine bedeutende Rolle einnehmen. Verjüngungsformen auf ganzer Fläche (Kahlschlag bei Fichte, Großschirmschlag bei Buche), die in der Vergangenheit vorherrschten, sollen dabei durch kleinflächige Verjüngungen mit Femel- oder Saumschlag oder durch Zielstärkennutzung abgelöst werden. Bei den fremdländischen Baumarten ist besonders eine Förderung der Douglasie vorgesehen (Niedersächsische Landesforstverwaltung 1991, NMELF 1996, WECKESSER 2003).

3. Untersuchungsansatz, -objekte und -methoden, Ergebnisse

3.1. Untersuchungsansatz

Um die eingangs gestellten Fragen zu beantworten, wurden aus den umfangreichen Untersuchungen, die seit etwa 40 Jahren im Solling im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte vorgenommen wurden, veröffentlichte und nicht veröffentlichte floristische und vegetationskundliche Daten auf ihren Neophytenanteil hin ausgewertet. Grundlage für die Einstufung als Neophyt im Solling ist die Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen (GARVE 2004), die zwischen Neophyten mit etablierten Vorkommen und Neophyten mit unbeständigen, nicht etablierten Vorkommen unterscheidet. Für die Beurteilung der Etablierung einer Sippe sind zeitliche und populationsbiologische Kriterien entscheidend. Im Vergleich mit der Standardliste für Deutschland von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) gibt es in den Statusangaben nur geringfügige Abweichungen (z. B. bei *Vinca minor*, in Niedersachsen als Neophyt, in Deutschland insgesamt als Archäophyt eingestuft; oder *Abies alba* und *Larix decidua*, für die es in Niedersachsen kein autochthones Vorkommen gibt), so dass der Liste von GARVE (2004) wegen des höheren regionalen Bezugs der Vorzug gegeben wurde. Die Nomenklatur folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Da die jeweiligen Untersuchungsobjekte und -methoden unterschiedlich waren, sollen diese zusammen mit den Untersuchungsergebnissen vorgestellt werden. Dabei wird in der Reihenfolge der in der Einleitung gestellten Fragen vorgegangen.

3.2. Enthalten naturnahe Buchenwälder einen geringeren Anteil an Neophyten als naturfernere Buchen-Fichten-Mischwälder oder Fichten-Reinbestände?

3.2.1. Untersuchungsobjekte und -methoden

Im Rahmen der Fallstudie „Waldlandschaft Solling“ (FZW 2004) wurden von WECKESSER (2003) Buchen-Fichten-Mischbestände mit Reinbeständen aus Buche und Fichte in zwei Altersstufen (Grenzziehung bei einem Bestandesalter von 90 Jahren) vegetationskundlich untersucht und verglichen. Die Untersuchungsflächen befanden sich in Höhenlagen zwischen 290 bis 480 m ü. NN und waren auf sieben Bereiche des Sollings verteilt. In jedem dieser Bereiche lag eine aus einem Buchen-Fichten-Mischbestand gebildete forstliche Abteilungsfläche in enger räumlicher Nachbar-

schaft zu einer Buchen- und einer Fichten-Reinbestandsfläche mit vergleichbarem Bestandesalter. Von insgesamt 680 rasterartig angeordneten 100 m² großen Aufnahmeflächen wurden für die vorliegende Untersuchung diejenigen 661 ausgewertet, auf denen eine Krautschicht vorhanden war (alle nicht verholzten Gefäßpflanzen sowie Gehölze bis 0.5 m Wuchshöhe). Die Bodenvegetation wurde nach Arten und Deckungsgrad (in einer differenzierten Prozentskala) erfasst (näheres bei WECKESSER 2003).

3.2.2. Ergebnisse

Alle untersuchten Buchen-Reinbestände lassen sich zum *Luzulo-Fagetum typicum* stellen. Bei den Altbeständen ist durch das hochstete Auftreten des Sauerklee (*Oxalis acetosella*) eine Zuordnung zur Sauerklee-Variante (GERLACH 1970) möglich. In den jüngeren Buchenwäldern fehlt der Sauerklee weitgehend, so dass diese im Wesentlichen der Typischen Variante des *Luzulo-Fagetum typicum* entsprechen. Die untersuchten Fichten-Reinbestände können nach ZERBE (1993) als *Galio hircynici-Culto-Piceetum* beschrieben werden. Die Fichten-Altbestände sind wie die Buchen-Altbestände durch das stete Vorkommen von *Oxalis acetosella* gekennzeichnet, der wiederum in den jüngeren Beständen selten ist. Dementsprechend sind auch hier die über 90-jährigen Fichtenwälder der Subassoziation *Galio hircynici-Culto-Piceetum oxalidetosum*, die jüngeren der Typischen Subassoziation zu subsumieren.

Tab. 1: Vergleich des Neophytenanteils (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in über und unter 90-jährigen Buchen- und Fichten-Reinbeständen sowie Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling nach den Aufnahmen von WECKESSER (2003). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bestandestypen innerhalb einer Altersstufe, Sterne markieren signifikante Unterschiede zwischen den Altersstufen (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 1: Comparison of the proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of the herbaceous layer in older or younger than 90-year-old pure stands of beech and Norway spruce as well as of mixed stands of both species in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by WECKESSER (2003). Means (\pm standard error) between different forest stands of the same age class that do not share the same letter differ significantly. Significant differences between different age classes of the same forest stand are indicated by * ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Buche | Buche-Fichte | Fichte |
|-----------------------------------|-----------------|------------------|------------------|
| Über 90 Jahre alt (n) | 87 | 191 | 50 |
| Artenzahl/100 m ² | 6.3 \pm 0.3c | 13.5 \pm 0.3b | 21.4 \pm 1.1a |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 1.8 \pm 0.5a | 0.5 \pm 0.1a | 1.6 \pm 0.3b |
| Deckungsgrad (%) | 8.4 \pm 1.1c | 27.4 \pm 1.4b | 47.0 \pm 3.1a |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 0.3 \pm 0.2b | <0.1 \pm <0.1b | 6.3 \pm 1.5a |
| Unter 90 Jahre alt (n) | 56 | 181 | 96 |
| Artenzahl/100 m ² | 3.0 \pm 0.2c* | 8.3 \pm 0.4b* | 13.0 \pm 0.7a* |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 0.0 \pm 0.0c* | 1.3 \pm 0.3b* | 1.7 \pm 0.3a |
| Deckungsgrad (%) | 8.1 \pm 1.8b* | 6.0 \pm 0.7b* | 11.1 \pm 1.2a* |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 0.0 \pm 0.0c* | 3.1 \pm 1.0a* | 1.5 \pm 0.5b* |

Die Artenzahlen und Deckungsgrade der Krautschicht steigen in den beiden untersuchten Altersstufen von Buchenbeständen über Misch- zu Fichtenbeständen signifikant an, wobei die jüngeren Bestände immer niedrigere Werte erreichen als die älteren Bestände (Tab. 1). Der Neophytenanteil an der Artenzahl liegt in allen sechs Aufnahmekollektiven unter 2 %. Bedingt durch die hohen Streuungen zeigen weder der Vergleich der Altersstufen noch der Bestandestypen einheitliche Tendenzen bzw. signifikante Unterschiede. Die Neophyten erreichen bezogen auf den Deckungsgrad der Krautschicht in den älteren Fichten-Reinbeständen mit im Mittel 6 % ihren höchsten Anteil, während dieser in den Buchen-Reinbeständen und in den Mischbeständen unter 1 % liegt. Bei den jüngeren Beständen sind die Neophyten in den Mischbeständen dagegen deckungsgradmäßig am stärksten vertreten. Mit im Mittel 3 % fällt aber auch hier ihr Anteil nicht ins Gewicht.

Tab. 2: Stetigkeiten und Deckungsgrade von *Impatiens parviflora* und *Epilobium ciliatum* in über und unter 90-jährigen Buchen- und Fichten-Reinbeständen sowie Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling nach den Aufnahmen von WECKESSER (2003). Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bestandestypen innerhalb einer Altersstufe, Sterne markieren signifikante Unterschiede zwischen den Altersstufen (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 2: Frequency and coverage of *Impatiens parviflora* and *Epilobium ciliatum* in older or younger than 90-year-old pure stands of beech and Norway spruce as well as of mixed stands of both species in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by WECKESSER (2003). Means (\pm standard error) between different forest stands of the same age class that do not share the same letter differ significantly. Significant differences between different age classes of the same forest stand are indicated by * ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Buche | Buche-Fichte | Fichte |
|---------------------------------------|----------------|-----------------|-----------------|
| Über 90 Jahre alt (n) | 87 | 191 | 50 |
| <i>Impatiens parviflora</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 11 (13 %) | 6 (3 %) | 22 (44 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0.2/1 | 0.1/0.2 | 9/60 |
| Mittlerer Deckungsgrad (% , \pm SE) | 0.3 \pm 0.1b | 0.1 \pm 0.1b | 13.7 \pm 3.2a |
| <i>Epilobium ciliatum</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 0 | 5 (3 %) | 0 |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0 | <0.1/0.2 | 0 |
| Mittlerer Deckungsgrad (% , \pm SE) | 0 | 0.1 \pm <0.1 | 0 |
| Unter 90 Jahre alt (n) | 56 | 181 | 96 |
| <i>Impatiens parviflora</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 0 | 12 (7 %) | 22 (23 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0 | 4/25 | 0.2/20 |
| Mittlerer Deckungsgrad (% , \pm SE) | 0 | 5.7 \pm 2.2* | 2.6 \pm 1.0* |
| <i>Epilobium ciliatum</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 0 | 3 (2 %) | 8 (8 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0 | <0.1/<0.1 | <0.1/0.2 |
| Mittlerer Deckungsgrad (% , \pm SE) | 0 | <0.1 \pm <0.1 | 0.1 \pm <0.1 |

Artenzahlen und Deckungsgrade der Neophyten ebenso wie der gesamten Krautschicht weisen bei den Fichten-Reinbeständen eine hohe Streuung auf, die auf standörtliche, historische und bewirtschaftungsbedingte Unterschiede in den Beständen zurückzuführen ist. Sie zeigt sich auch im Auftreten des wichtigsten Neophyten (*Impatiens parviflora*) in den heutigen Wirtschaftswäldern des Sollings. *I. parviflora* fehlt in den jüngeren Buchenbeständen und ist auch in den älteren Buchenbeständen sowie den Mischbeständen aus Buche und Fichte in weniger als 15 % der Aufnahme­flächen vertreten (Tab. 2). Der maximale Deckungsgrad beträgt 25 %. In den Fichtenbeständen ist *I. parviflora* dagegen deutlich stärker vertreten (Bestände unter 90 Jahre: in 23 % der Aufnahmen mit einem maximalen Deckungsgrad von 20 %; Bestände über 90 Jahre: in 44 % der Aufnahmen mit einem maximalen Deckungsgrad von 60 %). Zweithäufigster Neophyt in der Krautschicht ist *Epilobium ciliatum*. Als seltene Neophyten wurden zudem noch *Larix decidua* und *Aesculus hippocastanum* notiert, die im Solling vorrangig aus forstlichen bzw. jagdlichen Gründen angepflanzt wurden und sich spontan ausbreiten. Die drei letztgenannten Neophyten treten ausschließlich in Fichten-Reinbeständen und Buchen-Fichten-Mischbeständen auf, nicht aber in Buchen-Reinbeständen.

3.3. Sind nicht bewirtschaftete Buchenwälder neophytenärmer als bewirtschaftete Buchenwälder?

3.3.1. Untersuchungsobjekte und -methoden

Grundlage für den Vergleich des Neophytenanteils in Wirtschaftswäldern und Nicht-Wirtschaftswäldern sind die von SCHEUNERT (1999) dokumentierten 35 Vegetationsaufnahmen aus dem Naturwald „Limker Strang“ sowie 25 Vegetationsaufnahmen von repräsentativen, nicht aufgelichteten älteren Buchen-Wirtschaftswäldern im Solling (WECKESSER & SCHMIDT 2004). Der Naturwald „Limker Strang“ umfasst 20 ha eines hochwaldartigen, 150-jährigen Buchenwaldes (TABAKU & MEYER 1999) in einer Plateaulage bei etwa 400 m ü. NN. Standörtlich und vegetationskundlich herrscht das *Luzulo-Fagetum typicum* mit der Typischen Variante bzw. der *Oxalis acetosella*-Variante vor. Der Naturwald „Limker Strang“ wurde 1972 als Naturwaldreservat ausgewiesen, ist seitdem nicht mehr bewirtschaftet worden und enthält eine eingezäunte Kernfläche. Auf dieser fertigte SCHEUNERT (1999) im Jahr 1998 auf 35 Teilflächen von 400 m² Vegetationsaufnahmen an, wobei die Deckungsgradschätzung direkt in Prozent erfolgte. Die von WECKESSER & SCHMIDT (2004) ausgewählten 25 Aufnahmen wurden von WECKESSER (2003) in den Jahren 1999 und 2000 erhoben und umfassen einheitlich 400 m². Der Deckungsgrad der Arten wurde ebenfalls direkt in Prozent geschätzt. Auch diese Aufnahmen sind dem *Luzulo-Fagetum typicum* (*Oxalis*-Variante) zuzuordnen (WECKESSER & SCHMIDT 2004) und damit standörtlich-vegetationskundlich und methodisch (Flächengröße, Aufnahmeverfahren, Zeit) direkt mit den Aufnahmen von SCHEUNERT (1999) vergleichbar.

3.3.2. Ergebnisse

Im Wirtschaftswald sind die Artenzahlen und der Deckungsgrad der Krautschicht signifikant höher als im seit fast drei Jahrzehnten nicht mehr bewirtschafteten Naturwald (Tab. 3). In der Kernfläche des Naturwaldreservats fehlen Neophyten vollständig, auch auf der Restfläche des Naturwaldes wurden bei der floristischen Kartierung 1998 von SCHEUNERT (1999) keine gefunden. Mit nur 1.3 % Anteil an der Artenzahl und 0.2 % Anteil am Deckungsgrad sind die Neophyten mit den vergleichbar niedrigen Anteilen in der Krautschicht der Wirtschaftswälder vertreten, wie sie auch für das größere Aufnahmемaterial aus dem Solling ermittelt wurden (Tab. 1, Kap. 3.2.2.). Einziger Neophyt ist *Impatiens parviflora*, der in 20 % der Aufnahmeflächen auftrat, aber nie mehr als 1 % deckte.

Tab. 3: Vergleich des Neophytenanteils (nach GARVE 2004) für die Krautschicht im Buchennaturwald-reservat Limker Strang (unbewirtschaftet seit 1970) und in bewirtschafteten Buchenwäldern im Solling nach den Aufnahmen von SCHEUNERT (1999) und WECKESSER (2003). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Statistische Vergleiche mit dem U-Test nach Mann-Whitney, Signifikanzniveau * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$.

Table 3: Comparison of the proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of the herbaceous layer in the beech forest nature reserve (unmanaged since 1970) and in managed beech forests of the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by SCHEUNERT (1999) and WECKESSER (2003). Significant higher values (mean \pm standard error) are indicated by * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$ (p-values based on U-test of Mann-Whitney).

| | Naturwald SCHEUNERT (1999) (n=35) | Wirtschaftswald WECKESSER (2003) (n= 25) | Signifikanz p |
|--|---|--|------------------|
| Artenzahl/Aufnahmefläche (400 m ²) | 5.7 \pm 0.4 | 11.0 \pm 1.0*** | <0.001 |
| Neophytenanteil (% , Artenzahl) | 0.0 \pm 0.0 | 1.3 \pm 0.6** | 0.006 |
| Deckungsgrad (%) | 2.4 \pm 0.3 | 7.2 \pm 1.7** | 0.007 |
| Neophytenanteil (% , Deckungsgrad) | 0.0 \pm 0.0 | 0.2 \pm 0.1** | 0.006 |

3.4. Hat der Anteil an Neophyten in den letzten Jahrzehnten in den Buchen- und Fichtenwäldern zugenommen?

3.4.1. Untersuchungsobjekte und -methoden

Für die Darstellung und Interpretation des Neophytenanteils in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings zwischen 1966 und 2000 wird ein methodischer Ansatz gewählt, der bereits mehrfach zum Nachweis von langjährigen Vegetationsveränderungen in Wäldern erfolgreich angewendet wurde: Pflanzensoziologische Aufnahmekollektive werden direkt verglichen (siehe u. a. WITTIG et al. 1985, WILMANN & BOGENRIEDER 1986, 1987, 1995, WILMANN et al. 1986, WECKESSER & SCHMIDT 2004). Grundlage für den Vergleich der Vegetation über mehr als drei Jahrzehnte sind die von GERLACH (1970) in den Jahren 1966-1968 und von WECKESSER (2003) in den Jahren 1999-2000 gewonnenen Vegetationsaufnahmen. Um den standörtlichen und

vegetationsökologischen Vergleich möglich zu machen, konzentriert sich dieser bei den Buchenwäldern allein auf das *Luzulo-Fagetum typicum* (*Oxalis*-Variante, GERLACH 1970: 15 Aufnahmen, WECKESSER 2003: 25 Aufnahmen), bei den Fichtenbeständen auf das *Galio hircynici-Culto-Piceetum oxalidetosum* nach ZERBE (1993) mit 12 Aufnahmen von GERLACH (1970) und 17 Aufnahmen von WECKESSER (2003). Nähere Angaben zur Aufnahme- und Auswertungsmethodik finden sich bei WECKESSER & SCHMIDT (2004).

3.4.2. Ergebnisse

Im Vergleich der vegetationskundlichen Aufnahmen aus den Jahren 1966-1968 und 1999-2000 haben in den Buchen- und Fichtenbeständen die Artenzahlen zu-, der Deckungsgrad der Krautschicht dagegen abgenommen (Tab. 4). Während in der Krautschicht der Buchenwälder die Artenzahl von knapp 8 Arten auf 11 Arten/Aufnahmefläche angestiegen ist (statistisch nicht signifikant), ließ sich in den Fichtenbeständen die Zunahme von 16 auf 29 Arten/Aufnahmefläche statistisch absichern. In den Buchenwäldern hat der Deckungsgrad der Krautschicht von 30 % in den 60iger Jahren des letzten Jahrhunderts stark und signifikant auf heute im Mittel nur noch 7 % abgenommen. In den Fichtenbeständen ist dieser Trend zur Deckungsgradabnahme aufgrund starker Streuungen der Werte nicht signifikant ausgeprägt. In den Buchen- und Fichtenwald-Aufnahmen von GERLACH (1970) finden sich überhaupt keine Neophyten. Bei WECKESSER (2003) liegt der Neophytenanteil in den hier berücksichtigten Buchen- und Fichtenwald-Aufnahmen bezogen auf die Artenzahl bei 1 %. Bezogen auf den Deckungsgrad ist er in den Buchenwäldern unbedeutend (0.2 %), in den Fichtenwäldern erreicht er knapp 5 %.

Tab. 4: Vergleich des Neophytenanteils (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings nach den Aufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) aus den Jahren 1966/68 und 1999/2000. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Statistische Vergleiche mit dem U-Test nach Mann-Whitney, Signifikanzniveau * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$.

Table 4: Changes in the proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of the herbaceous layer of beech and Norway spruce stands in the Solling Hills from 1966-1968 and 1999-2000. Data compiled from vegetation relevés by GERLACH (1970) and WECKESSER (2003). Significant higher values (mean \pm standard error) are indicated by * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$ (p-values based on U-test of Mann-Whitney).

| | Gerlach (1970) | Weckesser (2003) | Signifikanz |
|------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------|
| Buche (n) | 15 | 25 | p |
| Artenzahl/Aufnahmefläche | 7.9 \pm 0.6 | 11.0 \pm 1.0 | 0.060 |
| Neophytenanteil (% , Artenzahl) | 0.0 \pm 0.0 | 1.3 \pm 0.6 | 0.068 |
| Deckungsgrad (%) | 29.8 \pm 7.0*** | 7.2 \pm 1.7 | <0.001 |
| Neophytenanteil (% , Deckungsgrad) | 0.0 \pm 0.0 | 0.2 \pm 0.7 | 0.068 |
| Fichte (n) | 12 | 17 | |
| Artenzahl/Aufnahmefläche | 15.8 \pm 1.1 | 29.1 \pm 2.3*** | <0.001 |
| Neophytenanteil (% , Artenzahl) | 0.0 \pm 0.0 | 1.3 \pm 0.4** | 0.007 |
| Deckungsgrad (%) | 54.6 \pm 7.1 | 43.3 \pm 4.8 | 0.167 |
| Neophytenanteil (% , Deckungsgrad) | 0.0 \pm 0.0 | 4.7 \pm 2.3* | 0.007 |

3.5. Weisen waldbauliche Systeme mit höherer Störungsintensität und massiven Lichtwechsel einen höheren Neophytenanteil auf als Wälder mit geringer Störungsintensität und vergleichsweise geringen Auflichtungen?

3.5.1. Untersuchungsobjekte und -methoden

Bewirtschaftete Buchen- und Fichtenwälder zeichnen sich u. a. durch unterschiedliche Verjüngungsverfahren aus (RÖHRIG et al. 2006). Die Verjüngung ist im Allgemeinen mit der Öffnung des Kronendaches des Altbestandes verbunden, die von einzelbaumweiser Zielstärkennutzung über kleine (Femel-, Saumschlag) bis große Hiebsflächen (Schirm-, Kahlschlag) reicht. Im Solling können vegetationskundliche Daten aus Lochhieben in Buchenbeständen und aus einem Hiebsformenversuch in zwei Fichtenbeständen dazu dienen, die Frage zu beantworten, inwieweit eine zunehmende Störungsintensität mit einer starken Auflichtung des Bestandes die Einwanderung von Neophyten in die Krautschicht fördert.

3.5.1.1. Lochhiebe im Buchenwald

Für die Buchenwälder wurden vier Untersuchungsflächen von LAMBERTZ & SCHMIDT (1999) im Hohen Solling (420-480 m ü. NN) ausgewertet, in denen sich je ein Lochhieb mit einem ungefähren Lücken-Durchmesser von 11-16 m befand. In jeder Auflichtungsfläche wurden vier Bereiche untersucht: Lücke, Nordtrauf, Westtrauf und Bestand. Diese Bereiche wurden wiederum in drei bis vier Teilquadrate von 5 x 5 m (25 m²) unterteilt, auf denen die Vegetation 1997 getrennt nach Schichten durch Schätzung des Deckungsgrades der Arten direkt in Prozent aufgenommen wurde. Auf Teilflächen wurde die Höhe der Naturverjüngung bestimmt. Das Strahlungsangebot (PAR) wurde mit Siliciumsensoren (LI-COR 190SB) bei diffuser Strahlung oberhalb der Naturverjüngung bzw. der Krautschicht gemessen.

3.5.1.2. Hiebsvarianten im Fichtenwald

Für die Fichtenwälder wurden bisher unpublizierte Daten von einem Hiebsformenversuch in zwei Fichtenbeständen des Sollings ausgewertet, der 2002 durch die damalige Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (heute: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt) sowohl als Vorher-Nachher- sowie auch als Kontrolle-Eingriff-Vergleich (before-after-control-impact-Typ nach BENNETT & ADAMS 2004) mit einem statistisch befriedigenden Versuchsansatz mit einer hohen Zahl an Wiederholungen eingerichtet wurde. Dazu wurde 2002 die vegetationskundliche Ausgangssituation in den beiden Fichtenbeständen Otterbach (280-300 m ü. NN, Wuchsbezirk Unterer Solling) und Neuhaus (500 m ü. NN, Wuchsbezirk Hoher Solling) auf genau eingemessenen Dauerflächen erfasst. Die 85-105 Jahre alten Bestände sind dem Sauerklee-Fichtenforst (GERLACH 1970) bzw. dem *Galio hircynici-Culto-Piceetum oxalidetosum* (ZERBE 1993) zuzuordnen. Potentiell natürliche Vegetation ist der Hainsimsen-

Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*). In beiden Untersuchungsgebieten wurden mit je einer Wiederholung Flächen für je drei Behandlungsvarianten ausgewiesen: Kahlschlag, Zielstärkennutzung und Kontrolle. Innerhalb der meist 1 ha großen Behandlungsflächen wurden Parzellen von 20 x 20 m ausgepflockt, die in der Mitte eine zentrale vegetationskundliche Aufnahme­fläche von 100 m² aufwiesen. Hier wurde im Sommer 2002 (vor dem Eingriff) und 2006 (im dritten Jahr nach dem Eingriff im Herbst 2003) die Vegetation getrennt nach Schichten durch Schätzung des Deckungsgrades der Arten direkt in Prozent aufgenommen. Lichtmessungen mit PAR-Siliciumsensoren (LI-COR 190SB) erfolgten nur 2006 bei diffuser Strahlung oberhalb der Krautschicht.

3.5.2. Ergebnisse

3.5.2.1. Lochhiebe im Buchenwald

Acht bis zehn Jahre nach der Auflichtung wurde die Verjüngung in den Lochhieben ausschließlich von der Buche gebildet. Höhenaufbau und Deckungsgrad der Buchenaturverjüngung folgten von der Lücke mit dem höchsten Strahlungsangebot über den Trauf zum Bestand dem Lichtgradienten (Tab. 5). Unter der dichten Naturverjüngung in der Lücke aber auch im Bestand war das Strahlungsangebot für die Krautschicht begrenzt und überschritt auf keiner Teilfläche 5 % der Freilandhelligkeit. Dementsprechend gering war auch der Deckungsgrad der Krautschicht (3-6 %).

Tab. 5: Lichtgenuss, Deckungsgrade, Artenzahlen und Neophytenanteil (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in vier Teilbereichen von 8-10 Jahre alten Lochhieben in Buchenwäldern des Sollings nach den Aufnahmen von LAMBERTZ & SCHMIDT (1999) aus dem Jahre 1997. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Teilbereichen (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 5: Relative irradiance intensity, coverage, species richness and proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of the herbaceous layer in different parts of 8-10-year-old beech forest gaps in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by LAMBERTZ & SCHMIDT (1999). Means (\pm standard error) between different parts of the gaps that do not share the same letter differ significantly ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Lücke | Nordtrauf | Westtrauf | Bestand |
|--|------------------|-------------------|-----------------|-----------------|
| n | 14 | 13 | 16 | 15 |
| Naturverjüngung | | | | |
| Lichtgenuss (% der Freilandhelligkeit) | 18.1 \pm 3.5a | 6.0 \pm 1.2b | 7.4 \pm 1.9b | 2.1 \pm 0.6c |
| Deckungsgrad (%) | 78.8 \pm 2.8a | 39.4 \pm 19.1ab | 13.8 \pm 2.5b | 3.2 \pm 0.7c |
| Höhe (cm) | 84.3 \pm 11.6a | 60.3 \pm 31.8ab | 14.6 \pm 0.6b | 14.6 \pm 1.6b |
| Krautschicht | | | | |
| Lichtgenuss (% der Freilandhelligkeit) | 1.2 \pm 0.3b | 3.5 \pm 1.3ab | 5.4 \pm 1.1a | 3.5 \pm 1.3ab |
| Artenzahl/25 m ² | 4.2 \pm 0.8 | 3.9 \pm 0.8 | 3.2 \pm 0.4 | 2.7 \pm 0.3 |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 4.4 \pm 3.0 | 1.7 \pm 1.2 | 1.3 \pm 1.3 | 4.4 \pm 3.0 |
| Deckungsgrad (%) | 4.4 \pm 1.5 | 6.4 \pm 2.3 | 3.9 \pm 1.1 | 3.2 \pm 0.6 |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 2.8 \pm 2.3 | 1.6 \pm 1.4 | <0.1 \pm <0.1 | 6.5 \pm 5.9 |

Die Lücken waren etwas artenreicher als der Bestand, allerdings sind auch hier die Differenzen gering und nicht signifikant (4 gegenüber 3 Arten/25 m²). Der Neophytenanteil an der Artenzahl lag in den gestörten Bereichen unter 5 %, am Deckungsgrad unter 3 % und zeigte keine Beziehung zum Störungs- oder Lichtgradienten bzw. keine signifikanten Unterschiede gegenüber dem Bestand. Einziger Neophyt war *Impatiens parviflora* mit einem Deckungsgrad von maximal 3 % sowohl in den Lücken als auch im Bestand.

3.5.2.2. Hiebsvarianten im Fichtenwald

Im Deckungsgrad, in der Artendiversität und auch im Neophytenanteil bestanden bereits vor Versuchsbeginn geringe, wenngleich statistisch signifikante Unterschiede zwischen den drei Behandlungsvarianten: Die Kontrollflächen waren in der Krautschicht am artenärmsten, die Kahlschlagflächen die deckungsgradreichsten. Die höchsten Neophytenanteile fanden sich auf der Variante mit zukünftiger Zielstärkenutzung, erreichten aber auch dort nicht mehr als 3.5 % (Tab. 6).

Tab. 6: Lichtgenuss (nur für 2006), Artenzahlen, Deckungsgrade und Neophytenanteil (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in drei Varianten des Fichtenhiebsformenversuchs im Solling nach den Aufnahmen von KINSER (2002) und HEINRICHS (unpubl.) in den Jahren 2002 (vor den Hiebsmaßnahmen) und 2006 (im 3. Jahr nach den Hiebsmaßnahmen). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten innerhalb eines Jahres, Sterne markieren signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 6: Relative irradiance intensity (only for 2006), coverage, species richness and proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of the herbaceous layer in three silvicultural cutting treatments of Norway spruce stands in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by KINSER (2002) and HEINRICHS (unpublished). Means (\pm standard error) between different treatments that do not share the same letter differ significantly. Significant differences between 2002 (before cutting) and 2006 (third year after cutting) are indicated by * ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Kahlschlag (n=80) | Zielstärke (n=80) | Kontrolle (n=78) |
|--|----------------------|----------------------|---------------------|
| 2002 | | | |
| Artenzahl/100 m ² | 20.6 \pm 0.6a | 20.3 \pm 0.6a | 17.2 \pm 0.5b |
| Neophytenanteil (%, Artenzahl) | 2.3 \pm 0.3c | 3.4 \pm 0.4ab | 2.8 \pm 0.4bc |
| Deckungsgrad (%) | 25.8 \pm 2.0a | 22.9 \pm 2.4b | 24.8 \pm 2.5ab |
| Neophytenanteil (%, Deckungsgrad) | 0.8 \pm 0.3b | 2.4 \pm 0.6a | 1.2 \pm 0.3ab |
| 2006 | | | |
| Lichtgenuss (% der Freilandhelligkeit) | 95.9 \pm 0.7a | 17.4 \pm 1.2b | 7.9 \pm 0.4c |
| Artenzahl/100 m ² | 32.7 \pm 1.0a* | 28.4 \pm 0.7b* | 22.8 \pm 0.7c* |
| Neophytenanteil (%, Artenzahl) | 2.8 \pm 0.2b | 3.3 \pm 0.2a | 3.1 \pm 0.3ab |
| Deckungsgrad (%) | 46.8 \pm 2.2a* | 42.1 \pm 2.8b* | 35.0 \pm 3.6c* |
| Neophytenanteil (%, Deckungsgrad) | 0.3 \pm 0.1b | 5.1 \pm 0.9a* | 1.4 \pm 0.4b |

Tab. 7: Stetigkeiten und Deckungsgrade von *Impatiens parviflora* und *Epilobium ciliatum* in drei Varianten des Fichtenhiebsformenversuchs im Solling nach den Aufnahmen von KINSER (2002) und HEINRICHS (unpubl.) in den Jahren 2002 (vor den Hiebsmaßnahmen) und 2006 (im 3. Jahr nach den Hiebsmaßnahmen). Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten innerhalb eines Jahres, Sterne markieren signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 7: Frequency and coverage of *Impatiens parviflora* and *Epilobium ciliatum* in three silvicultural cutting treatments of Norway spruce stands in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by KINSER and HEINRICHS (unpublished). Means (\pm standard error) between different treatments that do not share the same letter differ significantly. Significant differences between 2002 (before cutting) and 2006 (third year after cutting) are indicated by * ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Kahlschlag (n=80) | Zielstärke (n=80) | Kontrolle (n=78) |
|---------------------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|
| 2002 | | | |
| <i>Impatiens parviflora</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 29 (36 %) | 43 (54 %) | 37 (47 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0.1/3 | 0.1/7 | 0.1/3 |
| Mittlerer Deckungsgrad (%), \pm SE) | 0.5 \pm 0.2 | 0.7 \pm 0.2 | 0.5 \pm 0.1 |
| <i>Epilobium ciliatum</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 7 (9 %) | 6 (8 %) | 0 (0 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0.1/0.1 | 0.1/0.1 | 0 |
| Mittlerer Deckungsgrad (%), \pm SE) | 0.1 \pm 0.0 | 0.1 \pm 0.0 | 0 |
| 2006 | | | |
| <i>Impatiens parviflora</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 24 (30 %) | 53 (66 %) | 47 (60 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0.1/1 | 0.1/10 | 0.1/8 |
| Mittlerer Deckungsgrad (%), \pm SE) | 0.1 \pm <0.1c | 2.0 \pm 0.3a* | 0.7 \pm 0.2b |
| <i>Epilobium ciliatum</i> | | | |
| Stetigkeit n (%) | 41 (51 %) | 20 (25 %) | 5 (6 %) |
| Median/maximaler Deckungsgrad (%) | 0.1/2 | 0.1/4 | 0.1/0.1 |
| Mittlerer Deckungsgrad (%), \pm SE) | 0.2 \pm 0.1 | 0.6 \pm 0.3 | 0.1 \pm 0.0 |

Im dritten Jahr nach Durchführung der Hiebsmaßnahmen (2006) hatten in allen Varianten der Deckungsgrad der Krautschicht und die Artenzahl signifikant zugenommen. Am arten- und deckungsgradreichsten waren die Kahlschlagflächen, am arten- und deckungsgradärmsten die Kontrollen. Der Neophytenanteil am Deckungsgrad hatte sich nur in der Zielstärkenvariante gegenüber der Zeit vor der Hiebsmaßnahme signifikant verändert: gegenüber 2002 hatte sich sein Wert mit einem Anstieg von 2.4 % auf 5.1 % gut verdoppelt. In der Kontrolle und überraschenderweise auch auf dem Kahlschlag blieb er gegenüber 2002 nahezu unverändert. Als krautige Neophyten traten im Jahr 2006 nur *Impatiens parviflora* und *Epilobium ciliatum* auf (Tab. 7). *I. parviflora* war bereits 2002 vor dem Eingriff mit Deckungsgraden bis zu 7 % in allen drei Behandlungsvarianten etwa gleichstark vertreten. Die Art hatte im dritten Jahr nach den Hiebsmaßnahmen sowohl in der Kontroll- als auch in der Zielstärkenvariante zugenommen, wohingegen auf dem Kahlschlag eine Abnahme zu

verzeichnen war. Dagegen verhielt sich *E. ciliatum* anders: Vor den Hiebsmaßnahmen wurde diese Art nur sehr selten notiert, 2006 trat sie häufiger im Kahlschlag und in der Zielstärkenvariante auf, blieb aber mit Deckungsgraden bis zu 4 % unbedeutend. In der Kontrollvariante veränderte sich die Seltenheit von *E. ciliatum* gegenüber 2002 nicht. Noch sehr viel seltener traten die Gehölzneophyten *Pseudotsuga menziesii*, *Larix decidua* und *Quercus rubra* auf, die alle aus forstlichen Gründen in der Nähe der Versuchsflächen angepflanzt wurden und sich inzwischen im Solling überall natürlich verjüngen. Besonders die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) profitierte von den Hiebsmaßnahmen und fand sich 2006 auf etwa 15 % der vegetationskundlichen Aufnahmeflächen auf den Kahlschlägen oder in der Zielstärkenvariante.

3.6. Zeichnen sich Waldwege und Rückegassen mit ihrer hohen Störungsintensität durch besonders hohe Neophytenanteile aus und bilden sie den Ausgangspunkt für die Ausbreitung von Neophyten in Wäldern?

3.6.1. Untersuchungsobjekte und -methoden

Im Solling hat EBRECHT (2005) Waldwege und Rückegassen in Buchen- und Fichtenwäldern in den Jahren 2000 und 2001 vegetationskundlich untersucht. Als Untersuchungsflächen dienten 20 m lange Waldweg- und Rückegassenabschnitte mit möglichst homogenen Standorts- und Vegetationsverhältnissen. Sie wurden entsprechend ihrer Störungsintensität in lückenlos aneinandergrenzende Bereiche unterteilt. Bei den Waldwegen werden in dieser Auswertung die Bereiche Mittelstreifen, Bankett, Graben, Seitenstreifen und Bestandesrand, für die Rückegassen die Bereiche Fahrspur, Mittelstreifen und Seitenstreifen berücksichtigt. Als Referenz wurde in jedem Fall eine Bestandesfläche von einheitlich 100 m² ausgewählt, die in der Regel 5 m (Rückegassen) bzw. mindestens 25 m (Waldweg) entfernt im weitgehend ungestörten Bestand lag. Den Rückegassen gemeinsam war eine Holzernte und damit verbundene Befahrung im Winter 1999/2000. Zusätzlich wurden Rückegassen untersucht, in denen die Befahrung vier bis sechs (im Mittel fünf) Jahre zurücklag sowie alte Rückegassen im Buchen-Naturwald „Limker Strang“ (s. Kap. 3.3.), die zuletzt 1976 befahren worden waren. In Verbindung von echten und falschen Zeitreihen kann so die Sukzession und Regeneration der Rückegassenvegetation nach dem Befahren dargestellt werden.

Die Vegetation wurde mit Artenlisten und Schätzung des Deckungsgrades direkt in Prozent nach Schichten getrennt aufgenommen. Die Aufnahmeflächengröße in den einzelnen Transekten und Transektabschnitten war zwar unterschiedlich, das Minimumareal dürfte aber eingehalten worden sein (SCHALL 1987, DIERSCHKE 1994, FISCHER 2003, EBRECHT 2005).

Tab. 8: Artenzahlen, Deckungsgrad und Neophytenanteil (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in der Vegetationsabfolge frisch befahrener Rückegassen in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings nach Aufnahmen von EBRECHT (2005). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Teilbereichen (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 8: Species richness, coverage, and proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of an herbaceous layer transect along recently used skid trails in beech and Norway spruce stands in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by EBRECHT (2005). Means (\pm standard error) between different transect plots that do not share the same letter differ significantly ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Fahrspur | Mittelstreifen | Seitenstreifen | Bestand |
|-----------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|
| Buchenwald (n) | 9 | 9 | 17 | 9 |
| Artenzahl/Aufnahmefläche | 21.0 \pm 1.0a | 18.7 \pm 0.8a | 18.6 \pm 1.3a | 11.1 \pm 1.2b |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 2.8 \pm 0.9 | 2.0 \pm 1.0 | 1.4 \pm 0.6 | 1.2 \pm 1.2 |
| Deckungsgrad (%) | 14.4 \pm 2.9b | 37.2 \pm 7.9a | 49.4 \pm 5.1a | 50.6 \pm 10.3a |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 0.9 \pm 0.5 | 3.7 \pm 3.5 | 2.1 \pm 1.5 | 7.3 \pm 7.2 |
| Fichtenwald (n) | 8 | 8 | 14 | 8 |
| Artenzahl/Aufnahmefläche | 14.1 \pm 1.9 | 12.9 \pm 2.3 | 12.7 \pm 1.1 | 13.6 \pm 1.9 |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 |
| Deckungsgrad (%) | 9.1 \pm 3.3b | 33.8 \pm 9.2a | 48.2 \pm 10.0a | 64.4 \pm 10.3a |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 |

Tab. 9: Artenzahlen, Deckungsgrad und Neophytenanteil (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in der Fahrspur unterschiedlich alter Rückegassen in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings nach Aufnahmen von EBRECHT (2005) in einer echten (1. und 2. Jahr) und einer falschen Zeitreihe (5. Jahr, bzw. mehr als 25 Jahre = Buchennaturwald Limker Strang). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 9: Species richness, coverage, and proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) on wheel tracks as a function of the time of last use of skid trails in beech and Norway spruce stands in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by EBRECHT (2005) of a real (1st and 2nd year) and an indirect (5th year, and more than 25 years in the beech forest nature reserve Limker Strang) time series. Means (\pm standard error) between different years that do not share the same letter differ significantly ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | 1. Jahr | 2. Jahr | 5. Jahr | mehr als 25 Jahre |
|-----------------------------------|-----------------|------------------|-----------------|--|
| Buchenwald (n) | 14 | 12 | 8 | 5 |
| Artenzahl/Aufnahmefläche | 16.9 \pm 1.7a | 13.8 \pm 1.5ab | 9.0 \pm 2.0bc | 5.2 \pm 1.3c |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 1.8 \pm 0.7 | 2.1 \pm 0.9 | 0.6 \pm 0.6 | 0.0 \pm 0.0 |
| Deckungsgrad (%) | 12.1 \pm 2.7a | 10.8 \pm 6.0a | 15.3 \pm 4.8a | 1.8 \pm 0.8b |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 0.6 \pm 0.4 | 1.9 \pm 1.3 | 0.5 \pm 0.5 | 0.0 \pm 0.0 |
| Fichtenwald (n) | 10 | 6 | 7 | Keine Flächen mit mehr als 10 Jahren ohne Befahrung |
| Artenzahl/Aufnahmefläche | 16.6 \pm 2.3b | 17.2 \pm 0.9b | 25.6 \pm 1.7a | |
| Neophytenanteil (%; Artenzahl) | 0.0 \pm 0.0b | 0.0 \pm 0.0b | 2.8 \pm 0.7a | |
| Deckungsgrad (%) | 9.8 \pm 2.6b | 11.7 \pm 2.1b | 46.4 \pm 9.1a | |
| Neophytenanteil (%; Deckungsgrad) | 0.0 \pm 0.0b | 0.0 \pm 0.0b | 3.7 \pm 1.6a | |

3.6.2. Ergebnisse

3.6.2.1. Rückegassen

An den frisch befahrenen Rückegassen ist in den Buchenwäldern trotz geringerer Aufnahme­flächengröße die Krautschicht an allen Abschnitten signifikant artenreicher als der Bestand (Tab. 8). Für die Fichtenwälder ergaben sich dagegen bei den mittleren Artenzahlen der Rückegassenabschnitte keinerlei Unterschiede zwischen den Transektbereichen. Im ersten Jahr nach dem Befahren ist die Krautschicht in den Fahrspuren stark reduziert, aber auch in den Mittelstreifen deckt die Krautschicht deutlich (aber nicht signifikant) weniger als im Seitenstreifen und Bestand.

Als einziger Neophyt tritt entlang der frischbefahrenen Buchenwald-Rückegassen *Impatiens parviflora* auf, während in den Fichtenwald-Transekten zunächst überhaupt keine Neophyten gefunden wurden. Mit Anteilen von 1 bis 3 % an der Artenzahl bzw. 1 bis 7 % am Deckungsgrad spielt *I. parviflora* allerdings eine untergeordnete Rolle, die sich nicht mit dem Störungsgradienten in Verbindung setzen lässt.

Da die Fahrspuren nach dem Befahren erwartungsgemäß den größten Arten- und Dominanzwechsel im Vergleich zum ungestörten Bestand aufweisen, wird in Tab. 9 allein deren Vegetationsdynamik über einen Zeitraum von fünf bzw. 25 Jahren dargestellt. Hiernach nehmen die Artenzahl und der Deckungsgrad der Krautschicht in den Buchenwäldern über den Zeitraum von mehr als 25 Jahren signifikant ab. Für die Fichtenwälder ist dagegen eine umgekehrte Entwicklung festzustellen: Deckungsgrad und Artenzahlen nehmen zu. Auch *I. parviflora* als einziger Neophyt entwickelt sich in den Fahrspuren der Rückegassen von Buchen- und Fichtenwäldern unterschiedlich. Während in Buchenwäldern bereits fünf Jahre nach dem letztmaligen Befahren *I. parviflora* deutlich zurückgeht, tritt dieser Neophyt in den Fichtenwäldern offensichtlich jetzt erst auf. Da es sich hier allerdings um eine falsche Zeitreihe handelt, ist dieses Auftreten – auch im Hinblick auf den geringen Anteil an Artenzahl und Deckungsgrad – mit Vorsicht zu bewerten.

3.6.2.2. Waldwege

Waldwege mit ihrer stärkeren Standortsveränderung und Nivellierung durch Anlage und den permanenten betriebsbedingten Belastungen und Störungen unterscheiden sich in Buchen- und Fichtenwäldern weniger stark als die Rückegassen. Gemeinsam ist ihnen eine hohe Artenvielfalt und hohe Deckungsgrade der Krautschicht in den wenig gestörten Bereichen Graben und Seitenstreifen (Tab. 10). Zum häufig befahrenen Mittelstreifen und Bankett nehmen Artenzahl und Deckungsgrad ebenso ab wie zum selten gestörten Bestandesrand (Saum, Mantel) oder ungestörten Bestand. Während an den Waldwegen in Buchenwäldern der Neophytenanteil insgesamt unbedeutend bleibt (1-3 % Anteil an der Artenzahl bzw. am Deckungsgrad) und nur in einzelnen Transektabschnitten signifikant höher als im Bestand (1 %) liegt, zeichnen sich

die Waldwege in Fichtenwäldern durch einen deutlich erhöhten Anteil an Neophyten im Mittelstreifen aus: Mit 8 % wird hier insgesamt der höchste Anteil aller Untersuchungsflächen im Solling erreicht. Waldwege im Solling sind es auch, die neben den bisher häufig genannten krautigen Neophyten *Impatiens parviflora* und *Epilobium ciliatum* mit *Juncus tenuis*, *Matricaria discoidea* und *Oxalis stricta* noch einige weitere Neubürger aufweisen.

Tab. 10: Artenzahlen, Deckungsgrad und Neophytenanteil (nach GARVE 2004) für die Krautschicht in der Vegetationsabfolge von Waldwegen in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings nach Aufnahmen von EBRECHT (2005). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Teilbereichen (U-Test nach Mann-Whitney, $p \leq 0.05$).

Table 10: Species richness, coverage, and proportion of alien plant species (according to GARVE 2004) of an herbaceous layer transect along forest roads in beech and Norway spruce stands in the Solling Hills. Data compiled from vegetation relevés by EBRECHT (2005). Means (\pm standard error) between different transect plots that do not share the same letter differ significantly ($p \leq 0.05$ based on U-test of Mann-Whitney).

| | Mittelstreifen | Bankett | Graben | Seitenstreifen | Bestandesrand | Bestand |
|--------------------------------------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Buchenwald (n) | 18 | 31 | 18 | 18 | 30 | 18 |
| Artenz./Aufnahmefläche | 12.0 \pm 2.2d | 22.7 \pm 1.8bc | 28.2 \pm 1.8ab | 28.6 \pm 1.7a | 19.2 \pm 1.0c | 8.3 \pm 0.7d |
| Neophytenanteil (%, Artenzahl) | 1.8 \pm 1.0ab | 1.2 \pm 0.4ab | 1.4 \pm 0.4a | 1.0 \pm 0.4ab | 1.1 \pm 0.4ab | 0.7 \pm 0.7b |
| Deckungsgrad (%) | 9.2 \pm 3.7d | 16.8 \pm 2.6c | 69.2 \pm 5.9a | 64.7 \pm 7.8a | 41.8 \pm 5.4b | 32.1 \pm 6.6bc |
| Neophytenanteil (%, Deckungsgrad) | 1.3 \pm 0.8ab | 0.8 \pm 0.4ab | 1.6 \pm 0.9a | 2.6 \pm 1.4ab | 1.5 \pm 0.8ab | 1.3 \pm 1.3b |
| Fichtenwald (n) | 25 | 38 | 30 | 29 | 31 | 25 |
| Artenz./Aufnahmefläche | 16.3 \pm 1.6b | 30.5 \pm 1.0a | 32.1 \pm 1.2a | 31.4 \pm 1.6a | 29.0 \pm 1.0a | 11.0 \pm 1.3d |
| Neophytenanteil (%, Artenzahl) | 7.9 \pm 1.4a | 2.5 \pm 0.3b | 0.8 \pm 0.3cd | 1.8 \pm 0.4c | 0.2 \pm 0.1d | 2.4 \pm 0.8bc |
| Deckungsgrad (%) | 24.4 \pm 5.3d | 42.4 \pm 3.0c | 91.0 \pm 3.2a | 86.9 \pm 4.1a | 75.5 \pm 4.5b | 20.9 \pm 5.9d |
| Neophytenanteil (%, Deckungsgrad) | 8.1 \pm 2.0a | 1.1 \pm 0.2b | 0.4 \pm 0.2c | 2.5 \pm 1.1b | 0.1 \pm 0.1c | 2.5 \pm 1.2b |

3.7. Welche Rolle spielen die Neophyten in Wäldern bzw. in der Waldlandschaft des Sollings?

Die Auswertung der vegetationskundlichen Aufnahmen zeigt einen geringen Anteil an Neophyten in den Wäldern des Sollings. Dieses Bild bestätigt sich auch, wenn man die Ergebnisse der floristischen Kartierung an Hand des Verbreitungsatlasses der Gefäßpflanzen (GARVE 2007) mit der Waldartenliste von SCHMIDT et al. (2003) verschneidet (Tab. 11). Für die 12 Quadranten, die den Solling vollständig oder teilweise abdecken, sind danach 855 Taxa nachgewiesen. Davon entfallen knapp 90 % auf einheimische Arten (einschließlich der Archaeophyten). Unter den Neophyten werden 76 als etabliert eingestuft (9 %), der Rest fällt in die Gruppe der unbeständigen Neophyten. Letztere Gruppe ist sicherlich unterrepräsentiert und unvollständig, da es sich z. B. um Arten handelt, die nur kurzzeitig in Saatgutmischungen auftauchen oder

als Kultur- und Zierpflanzen verschleppt wurden, ohne bisher erkennbare Verwilderingstendenzen zu zeigen (GARVE 2004). Unbeständige Neophyten spielen daher in der Vegetation kaum eine Rolle. Differenziert man nach Waldarten und Nichtwaldarten, so fällt zunächst der hohe Anteil an etablierten, neophytischen Gehölzarten auf. Baumarten wie *Alnus incana*, *Larix decidua*, *Populus alba*, *P. x canadensis*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra* und *Robinia pseudoacacia* spiegeln vorrangig das forstliche Handeln wider. Bei den neophytischen Straucharten findet sich keine Art, die weitgehend an den Wald gebunden ist (Gruppe S1 nach SCHMIDT et al. 2003), sondern nur Arten, die im Wald wie im Offenland (S2.1) zu finden sind bzw. Arten, die ihren Schwerpunkt im Offenland haben (S2.2) oder ausschließlich dort zu finden sind (O): *Laburnum anagyroides* (S2.2), *Mahonia aquifolium* (S2.1), *Prunus mahaleb* (S2.1), *Rosa rugosa* (O), *Spiraea alba* (O), *Spiraea billardii* (S2.2) und *Symphoricarpus albus* (S2.2). Die Zuordnung von *Vaccinium angustifolium* x *V. corymbosum* bleibt unklar, da diese Art bisher von SCHMIDT et al. (2003) nur für das Tiefland als vorwiegend im geschlossenen Wald auftretende Strauchart aufgeführt wird, nicht aber für das Hügel- und Bergland.

Unter den 83 Arten der Krautschicht, die vorwiegend im geschlossenen Wald zu finden sind, befinden sich nur drei etablierte Neophyten: *Galanthus nivalis*, *Impatiens parviflora* und *Vinca minor*. *Galanthus nivalis* und *Vinca minor* sind in Süddeutschland bzw. Südeuropa heimisch, in Niedersachsen als beliebte Zierpflanzen schon seit langem verwildert (z. T. mit Gartenabfällen verschleppt) und eingebürgert (z. B. in Laubwaldgesellschaften, GARVE 2007). Das aus Mittelasien stammende *Impatiens parviflora* ist im 19. Jahrhundert aus Botanischen Gärten verwildert und hat sich als Agriophyt erfolgreich etabliert (TREPL 1980, 1984, LOHMEYER & SUKOPP 1992). Auch *Lamium argentatum* und *Viola odorata*, die als Neophyten sowohl im Wald als auch im Offenland auftreten, stammen überwiegend aus Verwildierungen mit Gartenabfällen, bilden aber nur einen geringen Anteil (1 %) innerhalb dieser Waldartengruppe mit insgesamt 176 Arten. Deutlich höher ist der Anteil der etablierten Neophyten unter den Arten der Krautschicht, die ihren Schwerpunkt im Offenland haben (8 %, u. a. *Epilobium ciliatum*, *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, *Impatiens glandulifera*, *Juncus tenuis*, *Lysimachia punctata*, *Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*, *Telekia speciosa*) oder ausschließlich dort vorkommen (13 %, u. a. *Matricaria discoidea*, *Oxalis stricta*).

Im Vergleich zwischen Solling einschließlich der Randlagen und dem Zentral-Solling mit dem Blatt Neuhaus, in dem auch die meisten vegetationskundlichen Untersuchungsflächen liegen, ergibt sich nur ein gradueller Unterschied im Neophytenanteil: Insgesamt ist er im walddreichen, siedlungsarmen Zentral-Solling mit 7.6 % an der Flora geringer als im Gesamt-Solling mit 11.1 %, in dessen Randlagen der Anteil an Siedlungen, Verkehrswegen und landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich höher liegt. Dementsprechend ist der höhere Neophytenanteil vor allem auf die Arten zurückzuführen, die nur im Offenland vorkommen (Tab. 11).

Tab. 11: Waldarten (nach SCHMIDT et al. 2003) und Neophyten (nach GARVE 2004) in der Flora des Sollings. Auswertung an Hand des Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen für Niedersachsen und Bremen (GARVE 2007).

S: Solling mit Randlagen - Angaben für die TK 1:25.000/Quadranten 4222/2, 4, 4223/1-4, 4224/1, 3, 4322/2, 4323/1-2 und 4324/1.

N: Zentral-Solling – Angaben für die TK 1:25.000 4223 (Blatt Neuhaus).

Table 11: Typical forest plant species (according to SCHMIDT et al. 2003) and alien plant species (according to GARVE 2004) of the flora of the Solling Hills. Data compiled from floristic mapping of vascular plant species of Lower Saxony and Bremen (GARVE 2007).

S: Solling-Hills with outskirts – Data for TK 1:25.000/quadrants 4222/2, 4, 4223/1-4, 4224/1, 3, 4322/2, 4323/1-2, and 4324/1.

N: Central Solling – Data for TK 1:25.000 4223 (Map Neuhaus).

| | | Indigene Arten (einschließlich Archaeophyten) | Neophyten (etabliert) | Neophyten (unbeständig) | Summe |
|---|----------|---|--------------------------|----------------------------|--------------------|
| Arten der Baumschicht | S | 33 (70.2 %) | 8 (17.0 %) | 6 (12.8 %) | 47 (100 %) |
| | N | 24 (88.9 %) | 2 (7.4 %) | 1 (3.7 %) | 27 (100 %) |
| Arten der Strauchschicht (nicht differenziert) | S | 36 (81.8 %) | 8 (18.2 %) | 0 (0.0 %) | 44 (100 %) |
| | N | 22 (91.7 %) | 2 (8.3 %) | 0 (0.0 %) | 24 (100 %) |
| Arten der Krautschicht | | | | | |
| Vorwiegend im geschlossenen Wald | S | 80 (96.4 %) | 3 (3.6 %) | 0 (0.0 %) | 83 (100 %) |
| | N | 54 (96.4 %) | 2 (3.6 %) | 0 (0.0 %) | 56 (100 %) |
| Vorwiegend an Waldrän- dern und auf Waldverlich- tungen | S | 19 (100 %) | 0 (0.0 %) | 0 (0.0 %) | 19 (100 %) |
| | N | 12 (100 %) | 0 (0.0 %) | 0 (0.0 %) | 12 (100 %) |
| Im Wald wie im Offenland | S | 174 (98.9 %) | 2 (1.1 %) | 0 (0.0 %) | 176 (100 %) |
| | N | 162 (98.8 %) | 2 (1.2 %) | 0 (0.0 %) | 164 (100 %) |
| Auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland | S | 140 (91.5 %) | 12 (7.8 %) | 1 (0.7 %) | 153 (100 %) |
| | N | 102 (91.1 %) | 10 (8.9 %) | 0 (0.0 %) | 112 (100 %) |
| Nur im Offenland | S | 278 (83.5 %) | 43 (12.9 %) | 12 (3.6 %) | 333 (100 %) |
| | N | 174 (87.0 %) | 20 (10.0 %) | 6 (3.0 %) | 200 (100 %) |
| Summe | S | 760 (88.9 %) | 76 (8.9 %) | 19 (2.2 %) | 855 (100 %) |
| | N | 550 (92.4 %) | 38 (6.4 %) | 7 (1.2 %) | 595 (100 %) |

4. Diskussion

Die vegetationskundlichen und floristischen Ergebnisse aus dem Solling zeigen deutlich, dass Neophyten auf potentiellen Standorten des *Luzulo-Fagetum* in Mitteleuropa nur eine sehr geringe Rolle spielen. In den artenarmen, geschlossenen Buchenwäldern entfallen maximal 4.4 % (im Mittel 1.3 %) der Artenzahl und 7.3 % (im Mittel 1.9 %) des Deckungsgrades in der spärlich deckenden Krautschicht auf nicht einheimische Pflanzenarten. In den arten- und deckungsgradreicheren Fichtenbeständen betragen die Neophytenanteile maximal 2.8 % (im Mittel 1.4 %, Artenzahl) bzw. 4.7 % (im Mittel 1.7 %, Deckungsgrad). In Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes fanden ZERBE & WIRTH (2006) bei der Auswertung von ca. 2.300 Vegetationsaufnahmen unter den insgesamt 362 Taxa ebenfalls nur 11 nicht einheimische Gefäßpflanzenarten (3 %). Offensichtlich werden bodensaure, z. T. auch nährstoffarme

Böden seltener von Neophyten besiedelt als basen- und stickstoffreiche Standorte (ZERBE 2007).

Für Niedersachsen und Bremen gibt GARVE (2004) einen Neophytenanteil von 23.9 % (davon 220 Taxa = 9.4 % fest etabliert) an der Flora mit insgesamt 2.366 Taxa an; für das niedersächsische Berg- und Hügelland beträgt der Neophytenanteil 23.3 % (davon 180 Taxa = 8.9 % fest etabliert) von 2.017 Taxa insgesamt. Auch im Vergleich zur Flora von Deutschland (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998: 3.062 Taxa, davon 412 Neophyten = 13.4 %) oder zur Flora der Stadt Braunschweig (BRANDES 2003: 1.187 Taxa, davon 342 Neophyten = 28.8 %) ist der Anteil der etablierten und unbeständigen Neophyten an der Flora des Sollings mit 11.1 % unterdurchschnittlich. Floristisch konzentrieren sich im Solling die meisten Neophyten auf Offenland-Lebensräume mit starkem menschlichen Einfluss und hoher Störungsintensität. Unter den typischen Waldarten finden sich relativ wenige nicht einheimische Pflanzenarten. Ihr Anteil an der Artenzahl und am Deckungsgrad liegt in den Vegetationsaufnahmen der untersuchten Buchen- und Fichtenwälder meist unter 3 %.

Der geringe Anteil von Neophyten in naturnahen, walдреichen Landschaftsräumen entspricht auch dem Ergebnis einer Monitoring-Studie aus Großbritannien (MASKELL et al. 2006): Die meisten Neophyten wurden in Acker-, Ruderal- und Grünlandgesellschaften gefunden. Unter den häufigsten Neophyten in Wäldern waren – wie auch im Solling – Gehölze besonders stark beteiligt. Invasive Neophyten, d. h. Arten mit der Tendenz zu hohen Deckungsgraden und dem Verdrängen einheimischer Arten wie z. B. *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera* und *Rhododendron ponticum* wurden nur ausnahmsweise notiert. Mit weniger als 2 % am Deckungsgrad lag der Anteil der Neophyten auch im Durchschnitt über alle 16.851 Aufnahmeflächen in vergleichbar niedriger Größenordnung wie für die Waldflächen im Solling.

Übereinstimmung gibt es auch in der zeitlichen Entwicklung, indem der Anteil der Neophyten in den letzten Jahrzehnten zugenommen hat. Vor mehr als 30 Jahren fehlten nach den Aufnahmen von GERLACH (1970) Neophyten in den Wäldern des Sollings vollständig. Inzwischen ist zumindest *Impatiens parviflora* fester Bestandteil vieler Buchen- und Fichtenbestände. Auch nach den Ergebnissen der floristischen Kartierungen von HAEUPLER (1976) und GARVE (2007) hat *I. parviflora* in dieser Zeit im Solling-Gebiet deutlich zugenommen. Die Zunahme des Neophytenanteils in Großbritannien zwischen 1990 und 1998 führen MASKELL et al. (2006) vor allem auf einen Wandel der Landnutzung zurück. Die Annahme, dass die Lebensgemeinschaften durch die Eutrophierung oder gar Klimaveränderungen neophytenreicher geworden sind, bestätigte sich dagegen nicht. MASKELL et al. (2006) fanden vielmehr, dass durch Stickstoffdepositionen und eine allgemeine Zunahme der Bodenfruchtbarkeit die einheimischen Arten stärker profitierten als die nicht-einheimischen. Die Zunahme der Artenzahlen in den Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings zwischen 1966/68 und 1999/2000 betrifft im Wesentlichen einheimische Pflanzenarten und wird von WECKESSER & SCHMIDT (2004) vor allem mit der Eutrophierung durch

Stickstoffeinträge und Kalkung begründet, die zu einer deutlichen Zunahme der Stickstoff- und Basenzeiger geführt hat. Durch Bodenstörungen wird dieser Prozess gefördert, indem Arten der Waldschläge und -verlichtungen sowie des Offenlandes verstärkt auftreten. Aber auch unter ihnen befinden sich verhältnismäßig selten Neophyten, wie z. B. *Epilobium ciliatum*.

Im Vergleich zwischen den Ergebnissen der floristischen Kartierung und den Vegetationsaufnahmen fällt auf, dass die Mehrzahl der aus Gärten verwilderten oder aus Gartenabfällen stammenden Zierpflanzen zwar im Landschaftsraum Solling fest etabliert sind, in den Wäldern jedoch keine Rolle spielen. Dies deutet darauf hin, dass selbst Arten wie *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, *Impatiens glandulifera*, *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea* bisher kein invasives Verhalten zeigen und sich im Wald auf siedlungsnahen Randbereiche oder Sonderstandorte konzentrieren, in den geschlossenen Waldgebieten somit fehlen. Nach den Untersuchungen von BRANDES & SCHLENDER (1999) aus dem östlichen Niedersachsen ist vor allem der Lichtmangel dafür verantwortlich, dass nur wenige Gartenflüchtlinge über die siedlungsnahen Waldränder hinaus in die Wälder vordringen.

Erfolgreich haben sich nur zwei Neophyten in der Krautschicht etabliert: *Impatiens parviflora* und *Epilobium ciliatum*. Als Gründe für die erfolgreiche Ausbreitung von *I. parviflora* nennen TREPL (1980, 1984), LOHMEYER & SUKOPP (1992), SCHMITZ (1998) und KOWARIK (2003):

- die weite Amplitude der von *I. parviflora* besiedelten Standorte, d.h. insbesondere kein Ausschluss basenarmer, bodensaurer Standorte wie bei vielen Krautschichtarten der artenreichen Buchenwälder (R-Zahl x = indifferent nach ELLENBERG 2001);
- die sehr hohe Samenproduktion (100-1000 Samen pro Pflanze, SALISBURY 1964);
- die lange Blüte- und Fruchtzeit mit unspezifischer Bestäubung;
- das Vorfinden praktisch „leerer Nischen“: in bodensauren Wäldern fehlen einheimische Annuelle (ELLENBERG 1996);
- die starke anthropogene Prägung der mitteleuropäischen Wälder mit Störungen und Eutrophierung durch Stickstoffeinträge (BRUNET et al. 1996, BOBBINK et al. 1998, SCHMIDT 1999) und Kalkungen (SCHMIDT 2002) ursprünglich nitratarmer Böden;
- die Ermöglichung der Fernausbreitung entlang von Waldwegen und Rückegassen mit Kraftfahrzeugen (SCHMIDT 1989) und Forstmaschinen (EBRECHT 2005).

Während *I. parviflora* in den Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings heute weit verbreitet ist, konzentriert sich das Vorkommen von *E. ciliatum* auf die Fichtenforste. *E. ciliatum* stammt aus Nordamerika und wurde relativ spät in Europa wild wachsend beobachtet: 1891 in England (SALISBURY 1964), 1927 in Deutschland (JÄGER 1986). *E. ciliatum* gehört mit einer explosiven Ausbreitungsphase in den 50er Jahren des letzten Jahrhunderts zu den ausbreitungstärksten Neophyten der letzten

Jahrzehnte in Mitteleuropa (JÄGER 1986, GRIME et al. 1988). In Wäldern geschah die Etablierung häufig im Zusammenhang mit der Ausbringung von Forstpflanzen (PRACH et al. 1995), dies könnte auch eine Erklärung für den Schwerpunkt in den Fichtenforsten des Sollings sein, die ja überwiegend gepflanzt sind. Auch beim Vorkommen von *Calamagrostis villosa* im Solling, d. h. außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets im Harz, dürfte es sich überwiegend um Verschleppungen mit forstlichen Maßnahmen (Pflanzungen) handeln (GARVE 2007). Dementsprechend fand CRAWLEY (1987) in Großbritannien in Plantagen mit gepflanzten fremdländischen Nadelgehölzen einen höheren Anteil an Neophyten als in Beständen mit einheimischen Arten und Naturverjüngung.

E. ciliatum weist viele Gemeinsamkeiten, aber auch eine Reihe von Unterschieden gegenüber *I. parviflora* auf:

- die Standortsamplitude im Basenhaushalt wird als deutlich enger angegeben: mit einer R-Zahl 7 soll *E. ciliatum* stark saure Böden meiden (ELLENBERG 2001). Nach GRIME et al. (1988) kommt die Art selten bei pH-Werten unter 5 vor. Tatsächlich weisen die Fichtenböden im Solling pH-Werte von 4 in der Auflage, im Mineralboden (0-10 cm) sogar nur von 3.0-3.5 auf (WECKESSER 2003). Selbst auf den extrem basen- und nährstoffarmen Quarzitböden des Oberharzes findet man heute auf Windwurf- und Borkenkäferflächen des Wollreitgras-Fichtenwaldes *E. ciliatum* regelmäßig, allerdings ist die Art dort in ihrer Vitalität deutlich reduziert (WECKESSER et al. 2006);
- die Samenproduktion ist mit mehr als 10.000 Samen pro Pflanze noch höher als bei *I. parviflora* (GRIME et al. 1988);
- *E. ciliatum* verhält sich normalerweise wie ein ausdauernder, mehrmals reproduzierender Hemikryptophyt oder Chamaephyt, kann sich aber unter günstigen Bedingungen innerhalb von 10 Wochen bis zur Samenbildung entwickeln, d. h. sich funktionell wie eine annuelle Art verhalten (MYERSCOUGH & WHITEHEAD 1966);
- die Samen können durch den Wind über große Entfernungen transportiert werden. *E. ciliatum* ist in der Samenbank der Sollingböden reichlicher vertreten als in der aktuellen Vegetation (EBRECHT 2005). Nach Störungen – wie im Hiebsformen-Versuch – entwickelt sich aus den keimfähigen Samen dann rasch ein frühes Sukzessionsstadium mit *E. ciliatum*, ehe wieder spätsukzessionale Arten die Oberhand gewinnen (SCHMIDT 1993);
- in ungestörten Lebensräumen vermag sich *E. ciliatum* durch oberirdische Ausläufer lateral auszubreiten; nach Störungen regeneriert sich die Pflanze aus abgetrennten Ausläufern, die auch während des Winters weiterwachsen können (MYERSCOUGH & WHITEHEAD 1966);
- unklar ist, ob auch *E. ciliatum* durch Eutrophierungen (Stickstoffeinträge, Kalkungen) in seiner Ausbreitung gefördert wird; die Zeigerwerte nach ELLENBERG (2001) für R (7) und N (8) legen dies nahe.

Aus den Untersuchungsergebnissen lassen sich über die funktionelle Bedeutung der beiden krautigen Neophyten *I. parviflora* und *E. ciliatum* in den Wäldern des Sollings nur bedingt Aussagen treffen:

- Die Neophyten haben sich offensichtlich nicht auf Kosten einheimischer Arten ausgebreitet, sondern nur bestehende „offene Nischen“ in den Buchen- und Fichtenwäldern besetzt. Die Lebensraumfunktion mit Sicherung der Artendiversität ist erhalten geblieben. Ob allein mit dem Auftreten der Neophyten die Ruderalisierung der Waldgesellschaften gefördert wurde, d. h. auch dadurch allein ein Verlust an Naturnähe und Biotopdiversität eingetreten ist, lässt sich nur experimentell klären. Die zeitliche Entwicklung und der Vergleich zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen lassen aber vermuten, dass atmosphärische Stickstoffeinträge, Kalkungen oder Bodenstörungen entscheidender waren (SCHMIDT 1999, 2002, 2005).
- Neophyten können wichtige Regelungsfunktionen in Waldökosystemen übernehmen, indem sie z. B. dazu beitragen, erhebliche Mengen an Stickstoff zu binden, die sonst als Nitrat sehr leicht ausgewaschen werden. Bei ausdauernden Arten wie *Urtica dioica* (MROTZEK 1998), *Calamagrostis epigejos* (BRÜNN 1999) und *Epilobium angustifolium* (BARTSCH 2000) ist dies nachgewiesen. Ob dies bei so kurzlebigen, aber hoch produktiven und stickstoffreichen Pflanzen wie *I. parviflora* und *E. ciliatum* der Fall ist, ist Gegenstand der laufenden Untersuchungen im Hiebsformenversuch.
- Neophyten können in Wäldern aber auch die Nutzungsfunktion behindern, indem sie durch ihre verjüngungshemmenden Eigenschaften einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung mit der Unterstützung von Selbstregulation oder biologischer Automation entgegenstehen. Ob es bei einer Massententfaltung von *I. parviflora* und *E. ciliatum* zu Problemen bei der Pflanzung oder der Naturverjüngung kommt, ist bisher nicht bekannt, aber auch nicht untersucht worden. Auch hierzu kann der Hiebsformenversuch erste Informationen liefern.

Schließlich sollte der Blick auf die Neophyten in der Krautschicht nicht darüber hinwegtäuschen, dass die stärksten Veränderungen in der Waldlandschaft Solling über die neophytischen Gehölze erfolgt sind. Deren Anteil ist nach den Ergebnissen der floristischen Kartierung unter allen nicht-heimischen Arten bereits jetzt am höchsten, wobei Lärche, Douglasie und Roteiche sich vielfach spontan verjüngen. Die waldbauliche Planung für den Solling sieht nicht nur einen erhöhten Anteil an naturnahen Buchenwäldern, sondern auch einen erhöhten Anteil an Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) vor (NMELF 1996). Dies dürfte aber zu erheblich stärkeren Veränderungen in der Diversität und den Ökosystemfunktionen der Wälder führen als dies bisher mit dem Auftreten von *I. parviflora* und *E. ciliatum* der Fall ist (BUDDE & SCHMIDT 2005, BUDDE 2006). Dieser Baumartenwechsel wäre vergleichbar mit dem Anbau der Fichte im Solling, die ja dort auch außerhalb ihres natürlichen Areals eingebürgert wurde (FIRBAS 1952, GERLACH 1970), d.h. im weitesten Sinne auch ein „Neophyt“ im Solling ist.

Zusammenfassung

An Hand von Vegetationsaufnahmen, die in verschiedenen Forschungsprojekten über vier Jahrzehnte erstellt wurden, wird der Anteil an Neophyten in bodensauren Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings (Niedersachsen) untersucht. Insgesamt ist der Anteil an nicht-einheimischen Arten in den Wäldern sehr gering. In den artenarmen, geschlossenen Buchenwäldern entfallen maximal 4.4 % (im Mittel 1.3 %) der Artenzahl und 7.3 % (im Mittel 1.9 %) des Deckungsgrades in der spärlich deckenden Krautschicht auf Neophyten. In den arten- und deckungsgradreicheren Fichtenbeständen betragen die Neophytenanteile maximal 2.8 % (im Mittel 1.4 %, Artenzahl) bzw. 4.7 % (im Mittel 1.7 %, Deckungsgrad). Während in Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1966-1968 in bewirtschafteten Buchen- und Fichtenwäldern keine Neophyten zu finden waren, stieg ihr Anteil in entsprechenden Beständen nach Aufnahmen aus den Jahren 1999-2000 auf 1.3 % (Artenzahl, Buche und Fichte) bzw. 0.2 % (Deckungsgrad, Buche) und 4.7 % (Deckungsgrad, Fichte) an. In einem seit 1972 unbewirtschafteten Buchennaturwald fehlen Neophyten dagegen bis heute vollständig. Waldbauliche Maßnahmen wie Lochhiebe im Buchenwald oder Zielstärkennutzung und Kahlschlag im Fichtenwald führen nicht zu einer signifikanten Zunahme des Neophytenanteils entlang von Störungsgradienten. Auch durch die Anlage von Rückegassen erhöht sich der Anteil an Neophyten in den Wäldern kurzfristig nicht. Nur in den stark gestörten Bereichen wie Fahrspur und Mittelstreifen von befestigten Waldwegen und Rückegassen der Fichtenwälder erhöht sich der Anteil an Neophyten deutlich. Wichtigste Neophyten in der Krautschicht der Buchen- und Fichtenwälder im Solling sind *Impatiens parviflora* und *Epilobium ciliatum*, wobei *E. ciliatum* in den dunklen Buchen-Reinbeständen bisher nicht vorkommt. Vereinzelt Vorkommen von spontaner Naturverjüngung aus *Pseudotsuga menziesii*, *Larix decidua* und *Quercus rubra* weisen auf benachbarte Anpflanzungen hin und zeigen, dass entscheidende Veränderungen in der Vegetation eher mit dem gezielten Anbau fremdländischer Baumarten als durch die spontane Etablierung krautiger Neophyten zu erwarten sind. Weitere neophytische Gehölze und adventive Zierpflanzen, die sich nach Angaben der floristischen Kartierung auch im Solling fest etabliert haben, spielen in der Krautschicht der Wälder aktuell keine Rolle. Die Mehrzahl dieser Arten konzentriert sich auf das Offenland bzw. auf siedlungsnahen Bereiche mit seinen Gärten und Anpflanzungen. Dementsprechend ist der Neophytenanteil an der Flora im gesamten Solling mit seinen offen- und siedlungslandreichen Randlagen mit 11.1 % höher als im walddreichen zentralen Untersuchungsgebiet (7.6 %).

Danksagung

Andreas Parth betreute in bewährter Weise die Vegetationsdatenbank und erstellte die statistischen Analysen. Gina Lopez korrigierte die englischen Teile im Manuskript. Beiden sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literatur

- BARTSCH, N. (2000): Element release in beech (*Fagus sylvatica* L.) forest gaps. – Water Air Soil Pollution, 122: 3-16.
- BENNETT, M. A. & ADAMS, M. A. (2004): Assessment of ecological effects due to forest harvesting: approaches and statistical issues. – J. Appl. Ecol., 41: 585-598.
- BOBBINK, R., HORNUNG, M. & ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol., 86: 717-738.
- BRANDES, D. (2003): Die aktuelle Situation der Neophyten in Braunschweig. – Braunschw. Naturkd. Schr., 6: 705-760.

- BRANDES, D. & SCHLENDER, H. (1999): Zum Einfluß der Gartenkultur auf die Flora der Waldränder. – Braunschw. Naturkd. Schr., 5: 769-779.
- BRÜNN, S. (1999): Untersuchungen zum Mineralstoffhaushalt von *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth in stickstoffbelasteten Kiefernwäldern. – Ber. Forschungsz. Waldökosysteme, A 160: 163 S.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U. & TYLER, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. – For. Ecol. Managem., 88: 259-272.
- BUDDE, S. (2006): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Bodenvegetation im nordwestdeutschen Tiefland. – Cuvillier, Göttingen: 111 S.
- BUDDE, S. & SCHMIDT, W. (2005): Impact of introduced *Pseudotsuga menziesii* (Douglas Fir) on understorey vegetation: a comparison with native *Fagus sylvatica* (European Beech) and *Pinus sylvestris* (Scots Pine) forests. – Neobiota, 6: 79-88.
- BYERS, J. E. (2002): Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. – Oikos, 97: 449-458.
- DI CASTRI, F. (1990): On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity. – In: di CASTRI, F., HANSEN, A.J., DE-BUSSCHE, M. (eds.): Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin. – Monogr. Biol., 65: 3-16.
- CRAWLEY, M. J. (1987): What makes a community invisable? In: GRAY, A. J., CRAWLEY, M. J., EDWARDS, P. J. (eds.): Colonization, succession and stability. – Blackwell Scientific Publications, Oxford: 429-543.
- DAVIS, M. A., GRIME, J. P., THOMPSON, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. – J. Ecol., 88: 528-534.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- DRAKE, J. A., MOONEY, H. A., DI CASTRI, F., GROVES, R. H., KRUGER, F. J., REJMANEK, M. & WILLIAMSON, M. (eds.) (1989): Biological Invasions. – Scope 37: 525 S. Chicester.
- DUKES, J. S., MOONEY, H. A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? – Trends Ecol. Evol., 14: 135-139.
- EBRECHT, L. (2005): Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. – Cuvillier, Göttingen: 317 S.
- EBRECHT, L. & SCHMIDT, W. (2005): Einfluss von Rückegassen auf die Vegetation. – Forstarchiv, 76: 83-101.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). – 3. Aufl., Scripta Geobot., 18: 9-166.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts. – Ulmer, Stuttgart: 507 S.
- ELTON, C. S. (1958): The Ecology of Invasions by Animals and Plants. – Methuen, London: 191 S.

- EVANS, R. D., RIMER, R. & SPERRY, L. (2001): Exotic plant invasions. – *Ecol. Appl.*, 11: 1301-1310.
- FINE, P.V.A. (2002): The invasibility of tropical forests by exotic plants. – *J. Trop. Ecol.*, 18: 687-705.
- FIRBAS, F. (1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen, Band II – Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. – Fischer, Jena: 256 S.
- FISCHER, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde. Eine Einführung in die Geobotanik. – 3. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 421 S.
- FORMAN, R. T. T. & ALEXANDER, L. E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 29: 207-231.
- FZW (Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen) (2004): Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung – Fallstudie Waldlandschaft Solling. – *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme*, B 70: 100 S.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen – 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.*, 24: 1-76.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen*, 43: 507 S.
- GAUER, J. & ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1:1.000.000. – *Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanz.*, 43: 324 S.
- GERLACH, A. (1970): Wald- und Forstgesellschaften im Solling. – *Schriftenr. f. Vegetationskunde*, 5: 79-98.
- GESEKE, H. (2001): Walderschließung in der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. – *Forst Holz*, 21: 686-690.
- GRIME, J. P., HODGSON, J. G. & HUNT, R. (1988): *Comparative Plant Ecology: a Functional Approach to Common British Species*. – Unwin-Hyman, London: 742 S.
- HAEUPLER, H. (1976): Atlas zur Flora von Südniedersachsen. – *Scripta Geobot.*, 10: 367 S.
- JÄGER, E. J. (1986): *Epilobium ciliatum* Raf. (*E. adenocaulon* Hausskn.) in Europa. – *Wiss. Z. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Math.-Naturwiss. R.*, 35: 122-134.
- JOHNSTONE, I. M. (1986): Plant invasion windows: A time-based classification of invasion potential. – *Biol. Rev.*, 61: 369-394.
- KINSER, A. (2002): Die Vegetation im Fichten-Hiebsformenvergleich Solling. – *Masterarb. Univ. Göttingen*: 96 S.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Fischer, Stuttgart/Jena: 310 S.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. – Ulmer, Stuttgart: 380 S.
- LAMBERTZ, B. & SCHMIDT, W. (1999): Auflichtungen in Buchen- und Buchenmischbeständen auf Muschelkalk und Buntsandstein – Untersuchungen zur Verjüngungs- und Vegetationsstruktur. – *Verh. Ges. Ökol.*, 29: 81-88.
- LONSDALE, W. M. (1999): Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. – *Ecology*, 80: 1522-1536.

- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. – Schriftenr. f. Vegetationskunde, 25: 1-185.
- LOOKWOOD, J. L., HOOPES, M. F. & MARCHETTI, M. P. (2007): Invasion Ecology – Blackwell, Malden, Oxford, Carlton: 304 S.
- MASKELL, L. C., FIRBANK, L. G., THOMPSON, K., BULLOCK, J. M. & SMART, S. M. (2006): Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. J. Ecol., 94: 1052-1060.
- MROTZEK, R. (1998): Wuchsdynamik und Mineralstoffhaushalt der Krautschicht in einem Buchenwald auf Basalt. – Ber. Forschungsz. Waldökosysteme, A 152: 197 S.
- MYERSCOUGH, P. J. & WHITEHEAD, F. H. (1966): Comparative biology of *Tussilago farfara* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., *Epilobium montanum* L. and *Epilobium adenocaulon* Hausskn. 1: General biology and germination. – New Phytologist, 65: 192-210.
- Niedersächsische Landesforstverwaltung (1991): Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten, Band 2. – Aus dem Walde 43: 527 S.
- NMELF (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1996): Waldentwicklung Solling – Fachgutachten. – Waldentwicklung in Niedersachsen, 5: 150 S.
- PARENDES, L. A. & JONES, J. A. (2000): Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. – Conserv. Biol., 14: 64-75.
- PRACH, K., HADINEC, J., MICHALEK, J. & PYŠEK, P. (1995): Forest planting as a way of species dispersal. – For. Ecol. Managem., 76: 191-195.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N. & v. LÜPKE, B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. – 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 479 S.
- SALISBURY, E. (1964): Weeds and Aliens. – 2nd ed., Collins, London: 384 S.
- SANDLUND, O. T., SCHEI, P. J. & VIKEN, A. (1999): Invasive species and biodiversity management. – Kluwer, Dordrecht: 431 S.
- SCHALL, B. (1987): Die Vegetation der Waldwege und ihre Korrelation zu den Waldgesellschaften in verschiedenen Landschaften Südwestdeutschlands mit einigen Vorschlägen zur Anlage und Pflege von Waldwegen. – Ber. ANL, 12: 105-140.
- SCHEUNERT, A. (1999): Flora und Vegetation in den Naturwäldern Limker Strang und Dreyberg (Solling). – Dipl.-Arb. Univ. Göttingen: 90 S.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. & SCHMIDT, W. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. – Mitt. Bundesforschungsanst. Forst-Holzwirtschaft 212: 32 S. + Anhang und CD.
- SCHMIDT, W. (1989): Plant dispersal by motor cars. – Vegetatio, 80: 147-152.
- SCHMIDT, W. (1990): Struktur und Funktion von Straßenrändern in der Agrarlandschaft. – Verh. Ges. Ökol., 19: 566-591.
- SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brachäckern – Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – Scripta Geobot., 20: 65-104.

- SCHMIDT, W. (1998): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder. – Naturschutz u. Landschaftsplanung, 30: 242-249.
- SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges., 11: 133-155.
- SCHMIDT, W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. – Forstarchiv, 73: 43-54.
- SCHMIDT, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. – For. Snow Landsc. Res., 79: 111-125.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1986): Die Fichte – Band I: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. – 2. Aufl., Parey, Hamburg, Berlin: 647 S.
- SCHMITZ, G. (1998): *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropäischen Wäldern und Forsten. Eine biozönotische Analyse. – Z. Ökol. u. Natursch., 7: 193-206.
- SCHROEDER, F.-G. (1969): Zur Klassifizierung der Anthropochoren. – Vegetatio, 16: 225-238.
- TABAKU, V. & MEYER, P. (1999): Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv, 70: 87-97.
- TRAUTMANN, W. (1976): Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngster Zeit. – Schriftenr. f. Vegetationskunde, 10: 91-108.
- TREPL, L. (1980): Über die kleinstandörtliche Verteilung von *Impatiens parviflora* in einem Eichen-Hainbuchenwald und einem standörtlich entsprechenden Fichtenforst. – Decheniana, 133: 6-22.
- TREPL, L. (1984): Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. – Diss. Bot., 73: 400 S.
- WECKESSER, M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. – Cuvillier, Göttingen: 157 S.
- WECKESSER, M. & SCHMIDT, W. (2004): Gehen dem Luzulo-Fagetum die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten. – Tuexenia, 24: 191-206.
- WECKESSER, M., SCHMIDT, J. E. U., MEYER, P., UNKRIG, W. & WEVELL VON KRÜGER, A. (2006): Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz. Vegetation, Waldstruktur und Arthropodenfauna. – Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nordwestdtsh. Forstl. Versuchsanst., 141: 132 S.
- WELTZIN, J. F., BELOTE, R. T. & SANDERS, N. J. (2003): Biological invaders in a greenhouse world: will elevated CO₂ fuel plant invasions? – Front. Ecol. Environm., 1: 146-153.
- WILLIAMSON, M. (1996): Biological Invasions. – Chapman & Hall, London: 244 S.
- WILMANN, O. & BOGENRIEDER, A. (1986): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation – pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster, 48: 55-79.

- WILMANN, O. & BOGENRIEDER, A. (1987): Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. – Verh. Ges. Ökol., 16: 35-44.
- WILMANN, O. & BOGENRIEDER, A. (1995): Die Entwicklung von Flaumeichenwäldern im Kaiserstuhl im Laufe des letzten halben Jahrhunderts. – Forstarchiv, 66: 167-174.
- WILMANN, O., BOGENRIEDER, A. & MÜLLER, H. (1986): Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern – eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. – Natur u. Landschaft, 61: 415-422.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 S.
- WITTIG, R., WERNER, W. & NEITE, H. (1985): Der Vergleich alter und neuer pflanzensoziologischer Aufnahmen: eine geeignete Methode zum Erkennen von Bodenversauerung? – VDI-Ber., 560: 21-33.
- ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. – Ber. Forschungsz. Waldökosysteme, A 100: 173 S.
- ZERBE, S. (2007): Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern – eine ökologische und naturschutzfachliche Zwischenbilanz. – Naturschutz u. Landschaftsplanung, 39: 361-368.
- ZERBE, S. & WIRTH, P. (2006): Ecological range of invasive plant species in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. – Ann. For. Sci., 63: 189-203.

Anschriften:

Prof. Dr. Wolfgang Schmidt (korrespondierender Autor)
 Dipl.-Biol. Steffi Heinrichs
 Dipl.-Biol. Bernadett Lambertz
 Abteilung für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen
 Burckhardt-Institut
 Georg-August-Universität Göttingen
 Büsgenweg 1
 37077 Göttingen
 wschmid1@gwdg.de

Dr. Martin Weckesser
 Wielandtstr. 28
 76137 Karlsruhe

Dr. Luise Ebrecht
 Rosenweg 66
 58329 Schwerte